© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

DIE ENTWICKLUNG DER TERRESTRISCHEN VEGETATION AN DEN NEU GESCHAFFENEN UFERSTRUKTUREN DER DONAUINSEL

KATHRIN PASCHER

Zusammenfassung

Die neu geschaffenen Uferstrukturen (Tümpel, Nebengerinne, Flachwasserbereiche) der Donauinsel im Stauraum Wien bilden die Basis für die hohe Diversität an Besiedlungsarten sowie die sehr unterschiedlich verlaufenden Vegetationsentwicklungen, die während der vier Erhebungsjahre beobachtet werden konnten. Es wurden insgesamt 154 Arten auf den zehn Monitoringflächen registriert (Anhang: Tab. 2). Die größte Artendynamik zeigten die Dauerflächen M 5 (langsam durchflossenes Nebengerinne) mit 26, M 6 (Anlandungszone) mit 34 und M 9 (Flachufer) mit 23 Arten. Standort 9, der immer wieder einer starken hydrologischen Störung unterworfen war, stellte den dynamischsten Uferabschnitt dar. Hier wurde die Sukzession immer wieder unterbrochen und sogar in frühere Entwicklungsstadien zurückgesetzt. Nur solche Arten konnten sich etablieren, die diese massiven Überflutungen ertrugen. Die Dauerfläche wurde im letzten Untersuchungsjahr nur mehr von der Pappel (*Populus alba* und *P. nigra*) und der Weide (*Salix purpurea*) besiedelt.

Folgende allgemeine Trends konnten bei den zehn untersuchten Monitoringflächen festgestellt werden: allmähliche Artenabnahme (Entwicklung von artenreichen Pionierstadien zu differenzierten Standorten mit wenigen angepassten Arten, z. B. Monitoringfläche M 9: Artenabnahme 25–12–10–3), allmähliches Zuwachsen der Vegetationsdecke, Verschieben des Zahlenverhältnisses zugunsten von Uferarten auf Kosten von Ruderal- und Wiesenarten (typisch für Primärsukzessionen). Die Monitoringflächen M 1, M 2, M 3, M 4C, M 6 und M 9 zeigten im vierten Beobachtungsjahr sowohl hinsichtlich der Dominanz an auftretenden Uferarten als auch hinsichtlich deren prozentueller Deckung den Charakter typischer Ufervegetation. Den Flächen M 4A, M 5 und M 7 kam 2001 nur aufgrund des prozentuellen Deckungsgrades (Ruderalcharakter bezüglich des Artenzahlverhältnisses) der Charakter einer Ufervegetation zu. Für Referenzfläche M 8 war auch noch in diesem Sommer ein ausgeprägter Ruderalaspekt vorherrschend.

Wünschenswert wäre es, bei zukünftigen Stauraumgestaltungen den Anteil an Uferabschnitten, die hydrologischer Störungsdynamik ausgesetzt sind, sowie auch an Flachwasserzonen mit Anlandungsbereichen (M 6) zu erhöhen, da diese Bereiche weitgehend einer natürlichen Flusssituation entsprechen. Diese Abschnitte wurden sehr rasch von typischen Uferarten erobert. Als wesentlicher Aspekt für eine naturnahe Entwicklung der neuen Donauufer erwies sich das Vorhandensein alter Vegetationsbestände. So dienen beispielsweise der Tote Grund oder die alte Pappel- und Weidengruppe auf Standort 6 als wichtige Samenquelle für die Besiedelung der neu geschaffenen Ufer. Alte Bestände sollten aus diesem Grund bei der Planung von Stauräumen unbedingt erhalten bleiben.

Aus Sicht des Naturschutzes muss darauf hingewiesen werden, dass es sich bei der Donauinsel um keinen natürlich entstandenen und nur bedingt natürlich gewachsenen Naturraum handelt. In dieser Weise ist auch das Erreichen des Ziels der Uferentwicklung als „maximal realisierbares ökologisches Potenzial unter den herrschenden Rahmenbedingungen" zu verstehen. Die Vielgestaltigkeit der Uferbereiche ist eine wichtige Voraussetzung für die Entwicklung von verschiedenen Pflanzengesellschaften. Demzufolge liegt das zentrale ökologische Potenzial der neu gestalteten Ufer der Donauinsel darin, eine bestmögliche Basis für vielfältige, in Zukunft naturnah oder natürlich verlaufende Entwicklungsvorgänge zu gewährleisten.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Summary

Colonisation and successional processes of riparian vegetation on recently created inshore structures of the Danube Island.

The recently designed inshore structures (ponds, backwaters, shallow water areas, etc.) situated in the impounded area of the Danube Island in Vienna are the central basis for a high diversity of proceeding successions of the riparian vegetation. In the ten investigated permanent plots, 154 different species were registered (see Appendix: Table 2). The most remarkable species dynamics were determined within permanent plots M 5 (26 species), M 6 (34) and M 9 (23). M 9 which had been influenced by permanently occurring hydrologic disturbances proved to be the most dynamic littoral zone. Riparian successions were interrupted continuously and sometimes even put back into earlier successional stages. Only species showing tolerance against flooding could establish successfully. Analyses of the last observation year provided only three species, poplar (*Populus alba*, *P. nigra*) and willow (*Salix purpurea*) which were successful colonisers of this dynamic littoral zone.

Referring to the observed permanent plots, the results revealed the following successional trends: the gradual decline of species (species-rich pioneer communities changing into communities consisting of a few species only which are adopted to riparian habitats, i.e. M 9: decrease from 25 to 12 to 10 to 3 species), the gradual increase of plant cover and the change of numerical relation in favour of riparian species at the expense of ruderal and meadow plants (typical for primary succession). Due to the dominant appearance of riparian colonisers and their high degree of plant cover, the character of a typical riparian vegetation could be determined for permanent plots M 1, M 2, M 3, M 4C, M 6 and M 9 during the last year of observation. M 4A, M 5 and M 7 showed the character of riparian vegetation in 2001 only in regard to plant cover (ruderal aspect concerning numerical relation). During the summer of 2001 M 8 was still dominated by ruderal and meadow plants.

For design of impounded areas in future, riparian regions exposed to hydrological disturbances should be required to a much higher extent. Emphasis should also be laid on regions determined by shallow water and aggradation which are also typical for natural riparian zones. The results of the observations revealed that typical riparian species were able to colonise these habitats very quickly. Old vegetation units on the Danube Island also proved to be important for these colonising processes. Residual stands of a flood-plain wood, called "Toter Grund", as well as the ancient stand of poplars and willows on site 6 act as an important source of plant seeds for colonising the riparian zones. No doubt, these structures should be preserved despite the construction of impounded areas in the future.

The Danube Island is an artificially built structure. In this way the obtained aim of the riparian succession processes orientates on the maximum ecological potential. The structural diversity of the recently constructed inshore lines is an important prerequisite for the development of different plant communities. According to that, these structures of the Danube Island will serve as a central basis for natural and close to natural developmental processes in the future.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

1. Einleitung

Naturbelassene Uferzonen großer Flüsse zeichnen sich durch eine Vielzahl an Lebensräumen aus, die von zahlreichen Pflanzen- und Tierarten besiedelt werden. Durch das natürliche dynamische Wasserregime (Überschwemmungen, Trockenfallen von Standorten, Sedimentierung etc.) kommt es immer wieder zur Zerstörung und zum Wiederaufbau von Habitaten. Störungen schaffen in den meisten Fällen Raum, der einer Neubesiedlung durch Organismen offen steht und in dem neue Sukzessionsprozesse ablaufen können. Natürliche Störungen, die selektiv auf bestimmte Organismen wirken, können Populations- und Dominanzmuster der Besiedlung direkt oder auch indirekt verändern, und zwar dann, wenn enge Wechselbeziehungen zwischen den Arten bestehen (JAX 1998/99). Zudem kann der Lebensraum selbst (z. B. durch Schlammablagerung) in der Weise verändert werden, dass auch indirekte Auswirkungen auf die Besiedlungsmuster der Vegetation zu beobachten sind. In vielen Fällen können Störungen eine erhöhte Heterogenität bezüglich der Organismen-Gemeinschaften und ihrer Lebensräume räumlich sowie zeitlich bewirken. Arten, die für diese dynamischen Standorte charakteristisch sind, müssen auf die permanenten Veränderungen ihres Lebensraums schnell reagieren (FOECKLER & HENLE 1992). Die Konkurrenzfähigkeit zwischen Arten spielt grundsätzlich auf Standorten, die von starken exogenen Störungen und Stress geprägt sind, eine weniger entscheidende Rolle als auf Standorten, die von Störungen nur geringfügig beeinflusst werden (WILSON & KEDDY 1986). Da die Sukzession in gestörten Uferbereichen oftmals fast auf null „zurückgesetzt" wird, entstehen permanent neue Möglichkeiten für Besiedlungen (JAX 1998/99). Dadurch können sich auch kurzzeitig auftretende, konkurrenzschwache Arten, wie etwa Pionierarten, erfolgreich ansiedeln. Pionierarten sind Pflanzen, die hinsichtlich ihrer Standorte sehr anspruchslos sind und demzufolge rasch Fuß fassen. Langfristig kann aufgrund von Störungsereignissen sogar die Dominanz bisher beherrschender Arten gebrochen werden, und es können in der Folge völlig andere Besiedlungsgemeinschaften entstehen. Durch Störungen werden zudem in manchen Fällen sogar Stoff- und Energieflüsse (z. B. Auswaschung und Mobilisierung von Nährstoffen etc.) verändert (VITOUSEK 1985). Die optimale Anpassungsfähigkeit an veränderte Umweltgegebenheiten ist demnach der entscheidende Faktor im Konkurrenzkampf von Uferarten. Eine Anpassung von Arten an Störungen ist nach Meinung von JAX (1998/99) allerdings nicht möglich. Organismen können jedoch Mechanismen entwickeln, mit deren Hilfe sie potenziellen Störungsfaktoren ausweichen oder diese tolerieren. In diesen Fällen liegt jedoch für die Arten definitionsgemäß keine Störung mehr vor. Beispielsweise sind jene Pflanzenarten dynamischer Standorte am erfolgreichsten, deren Samen die Fähigkeit besitzen, unter verschiedenen Feuchtigkeitsbedingungen zu keimen (z. B. Pappel, NAIMAN & DÉCAMPS 1997). Die hohe ökologische Diversität von Uferzonen ist nicht nur mit den dynamischen Überflutungsregimen verbunden, sondern auch mit klimatischen Verschiebungen und dem Einfluss des Einzugsgebietes auf den Flusskorridor. Aufgrund von massiven anthropogenen Eingriffen, wie Flussregulierung, Aufstau etc., sind natürliche Flüsse und damit auch ihre Umlagerungsstrecken heute in Mitteleuropa jedoch praktisch nicht mehr zu finden (PLACHTER 1993, BONN & POSCHLOD 1998).

Die Herkunft des Samenmaterials für die Neubesiedlung des linken Donauufers ist sehr verschieden. Mit dem Donauwasser (Korridorfunktion) werden Samen typischer Auwaldarten aus den im Nordwesten gelegenen Donauauen angeschwemmt. Die Ausbreitungsweite der Diasporen kann durch eine wiederholte Anlandung und erneute Erfassung durch das Wasser erhöht werden („Step-by-step-Wanderung", KOUTSTAAL et al. 1987 in BONN & POSCHLOD 1998). Da die nautochore sowie die bythisochore Samenverbreitung der Fließgewässer in nur einer

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Richtung erfolgt, sind Uferarten auch auf andere Ausbreitungsvektoren angewiesen. Nach Ansicht von BARRAT-SEGRETAINS (1996) kommt in diesem Zusammenhang vor allem der Zoochorie durch Wasservögel und Säuger eine wichtige Bedeutung zu. Relikte ehemaliger Auwälder, wie zum Beispiel der Tote Grund, spielen für nahe gelegene neu geschaffene Uferstandorte als Samenquelle eine zentrale Rolle. Ruderalarten, die zumeist als Erstbesiedler fungieren, erobern sehr schnell die offenen Schotterstandorte. Ihre Herkunft ist nicht eindeutig feststellbar. Ihr Auftreten kann einerseits auf mit dem Donauwasser angeschwemmte oder angewehte Samen oder auf die Boden-Samenbank, andererseits auf Wiesen der Donauinsel als Samenquelle zurückgeführt werden. Die große Diversität an Wiesenarten auf der Donauinsel (PASCHER 1996, PASCHER & RAAB 2002) basiert nicht nur auf natürlichem Anflug. Einsaaten mit diversen Samenmischungen wurden auf großflächigen Wiesen vorgenommen (NOWAK 1998). Dieser anthropogene Faktor kann sich beispielsweise im Auftreten von Arten, die für die Besiedlung offener Flussufer untypisch sind, äußern und muss daher vor allem bei der Diskussion von Erstbesiedlungen der neu geschaffenen Standorte durch Wiesenarten besonders berücksichtigt werden.

Faktoren der Samenverbreitung sind das Donauwasser, der Wind, Säugetiere, Vögel, Insekten, aber auch der Mensch, dem durch die intensive Freizeitnutzung auf der Donauinsel, das heißt durch seine Mobilität, eine zentrale Rolle als Verbreiter von Pflanzensamen zukommt. Offene Flächen können sehr rasch von Pionierarten besiedelt werden. Sie bereiten den Boden für nachfolgende standortspezifische Arten vor und werden langsam von diesen verdrängt. Erst im Laufe der Zeit kommt es zur Ausbildung von so genannten Pflanzengesellschaften. Die Arten der Pflanzengesellschaften befinden sich untereinander in einem strukturellen, funktionellen und umweltspezifischen Gleichgewicht. Für die wissenschaftliche Beobachtung und Beurteilung dieser natürlich verlaufenden Ablöse- und Entwicklungsvorgänge wurden repräsentative Monitoringflächen im Ökotonbereich des linksseitigen Donauufers ausgewählt.

Basierend auf strukturierenden Elementen lässt die Ufervegetation kleinflächige, sehr verschiedenartige Strukturen entstehen, die als Lebensraum für Tiere genutzt werden können. Durch ihre beschattende Wirkung, das Speichern von Feuchtigkeit und durch ihre Funktion als Wärmeinsel schafft die Vegetation ein spezifisches Mikroklima, das auch anspruchsvollen Tieren ökologische Nischen als Lebensraum zur Verfügung stellt. Vegetationsbestände sind oft erst die Grundvoraussetzung für die faunistische Besiedlung von Standorten. Tiere finden in ihr Beschattung, Kletterstrukturen, Schutz vor Fressfeinden und Refugialraum. Eine Vielzahl heterogener Habitate ist demnach entscheidend für die Besiedlung von Standorten durch zahlreiche Tierarten mit unterschiedlichen Lebensansprüchen (z. B. Amphibien und Reptilien: BURBRINK et al. 1998; Libellen: CHOVANEC & RAAB 1997; Vögel: NAIMAN & DÉCAMPS 1997). Umgekehrt beeinflussen auch die tierischen Besiedler der Uferbereiche wiederum die Vegetationsstrukturen (z. B. Herbivore) und deren Funktionen.

Um den Einfluss der im Zuge der Errichtung des Stauraumes Freudenau neu geschaffenen und strukturell sehr heterogen gestalteten Uferabschnitte des linken Donauufers auf die Vegetationsentwicklung stichprobenartig untersuchen zu können, wurden Sukzessionsstudien auf zehn Dauerflächen während eines Zeitraums von vier Jahren durchgeführt (siehe CHOVANEC & SCHIEMER DENISIA **10**: 27–51). Gegenstand der vegetationsökologischen Untersuchungen ist die Erfassung und Bewertung der Vegetationsausstattung dieser neu geschaffenen Uferstrukturen. Die Sukzession der Ufervegetation in Abhängigkeit von sich verändernden Standortfaktoren soll

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

im Rahmen dieses Projekts dokumentiert werden, ebenso unterschiedlich verlaufende Vegetationsentwicklungen in Korrelation zur Heterogenität der strukturellen Ufergestaltung. Feinanalytische Sukzessionsstudien eignen sich besonders gut für die Untersuchung von Besiedlungsvorgängen, da auch Standortveränderungen und Konkurrenzprinzipien zwischen den Arten aufgezeigt werden können. Eine vielfältige Ufervegetation bildet für Säugetiere, Vögel, Reptilien, Amphibien und Insekten eine wichtige Lebensvoraussetzung hinsichtlich Nahrungsquelle und Schutzfunktion. Demzufolge wirken sich Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung, und damit auch im Mikroklima, entsprechend in der faunistischen Besiedlung aus.

Ziel der vegetationsökologischen Studien war es, einen Beitrag zur Erforschung des Verlaufs von Sukzessionen der Ufervegetation, wie beispielsweise die Artendynamik sowie die Geschwindigkeit von Veränderungen in Pflanzenbeständen, zu liefern. Detailwissen über den Ablauf von Sukzessionen ist in der Wasserwirtschaft, im Naturschutz und in der Landschaftspflege eine wichtige Entscheidungsgrundlage für die Beibehaltung oder Änderung von Managementmaßnahmen (NAGEL & BEIERKUHNLEIN 1999). Zudem wurde die ökologische Funktionsfähigkeit dieser neu geschaffenen Biotopstrukturen der Donauinsel aus vegetationsökologischer Sicht überprüft.

2. Methodik

Im Zuge von Voruntersuchungen im Sommer 1997 (PASCHER 1997a) wurden die ersten Besiedlungsarten der noch nicht gefluteten Untersuchungsabschnitte dokumentiert. Diese Daten bilden eine erste Grundlage für die Sukzessionsstudien der folgenden Untersuchungsjahre (1998–2001). Die Untersuchungsmethodik zum Monitoring der Jahre 1998 bis 2001 orientiert sich an Literaturangaben (JANETSCHEK 1982, PASCHER 1995, 1997b, PFADENHAUER et al. 1986, TRAXLER 1997) und eigenen Erfahrungen.

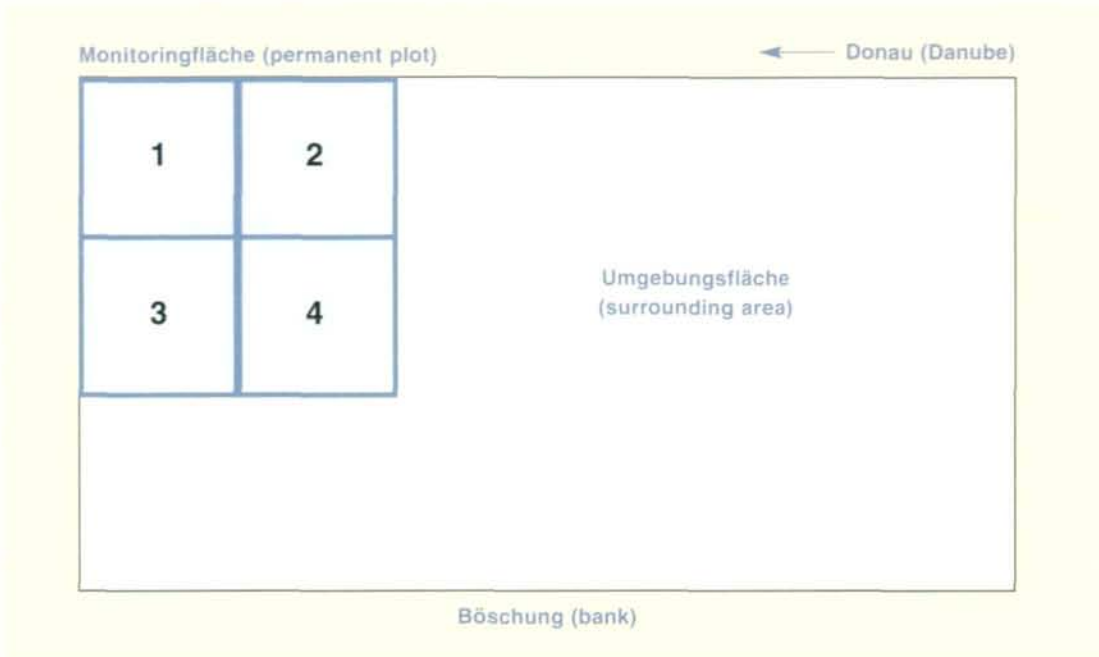
Im Untersuchungsgebiet Donauinsel wurde die Ufervegetation auf zehn Dauerflächen von 2 x 2 m Größe erhoben. Die Standorte befinden sich in den neun für das interdisziplinäre Projekt ausgewählten Untersuchungsabschnitten auf dem neu gestalteten linksseitigen Donauufer entlang der gesamten Donauinsel (CHOVANEC et al. 2000, CHOVANEC & SCHIEMER DENISIA **10**: 27–51). Die 2 x 2 m große Monitoringfläche, deren Lage repräsentativ für den gesamten 100-m-Untersuchungsabschnitt der neun Standorte gewählt wurde, wurde mithilfe von Holzpflöcken markiert und in vier 1 x 1 m große Kleinquadrate untergliedert, um die Schätzgenauigkeit der Artendeckung zu erhöhen und eine ausreichende Anzahl an Stichproben zu erhalten (NAGEL & BEIERKUHNLEIN 1999). Zwei der vier Kleinquadrate sind direkt im Überschwemmungsbereich der Donau situiert (Kleinquadrat 1 und 2), die an diese anschließenden Quadrate 3 und 4 oberhalb im zumeist etwas trockener gelegenen Böschungsbereich (siehe Abb. 1). Die Monitoringflächen wurden zudem mittels zusätzlicher Messpflöcke markiert und die Distanzen zu den Randpunkten der Dauerfläche vermessen. Ein Betritt der Dauerflächen wurde bei den Vegetationsaufnahmen, soweit möglich, vermieden, ein Betreten durch Donauinselbesucher war allerdings nicht auszuschließen.

Da sowohl der Frühling als auch der Vorsommer des Aufnahmejahres 2000 von sehr warmen Temperaturen geprägt waren, erfolgte die Erhebung der Untersuchungsflächen in diesem Jahr ein bis zwei Wochen vor dem üblichen Vegetationsaufnahmetermin (Anfang Juli), um eine Vergleichbarkeit der Erhebungsdaten, vor allem bezüglich des Deckungsgrades der Arten, gewährleisten zu können.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 1: Skizze der Aufnahmefläche (Monitoringfläche und angrenzende Umgebungsfläche).

Sample area (permanent plot and surrounding area).



Da der Buchtbereich von Monitoringfläche 4 (M 4B) durch intensiven Betritt durch Donauinselbesucher stark beeinflusst wird, wurde das Anlegen einer Dauerfläche für Vegetationserhebungen in diesem Bereich als nicht sinnvoll erachtet. Die in Abschnitt 4 neu gewählte Fläche 4C ist an einem Tümpel gelegen und eignet sich aufgrund schlechter Zugänglichkeit besser für die Untersuchungen. Für die Dauerfläche 4C liegen Vegetationsaufnahmen für die Jahre 1999, 2000 und 2001 vor.

2.1 Aufnahmemethodik

2.1.1 Feinkartierung

Mithilfe von Feinkartierungen können Sukzessionsvorgänge der Pflanzenbestände genau dokumentiert werden. Demzufolge können detaillierte Aussagen über die Zu- oder Abnahme einzelner Arten in diesen Quadraten getroffen werden. Durch das sich verändernde Artengefüge sind zudem Rückschlüsse auf Standortbedingungen und -veränderungen möglich.

In jedem der 1-x-1-m-Quadrate wurde jede auftretende Art und ihre prozentuelle Flächendeckung (auf Prozent genau) erfasst. Die absoluten Individuenzahlen der einzelnen Arten in kleinen Teilflächen (Frequenzmethode nach FISCHER 1982, 1985) wurden nicht erhoben. Die prozentuelle Abschätzung des Vorkommens der Arten erwies sich für die Fragestellung des Projekts als ausreichend genau (TRAXLER 1997). Diese Form der Vegetationsaufnahme bildet

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

einen guten Kompromiss zwischen der Zeit sparenden, aber für Sukzessionsstudien zu ungenauen Aufnahmemethodik nach BRAUN-BLANQUET (1964) und der zeitaufwändigen Frequenzmethode (FISCHER 1982, 1985, PASCHER 1995).

2.1.2 Grobanalyse

Um die 2-x-2-m-Monitoringfläche wurde eine weitere Fläche von minimal 2,5 x 10 m bis maximal 10 x 10 m eingemessen, deren Größe abhängig von strukturellen Gegebenheiten und deren Homogenität gewählt wurde (Abb. 1). Die Vegetationserhebungen dieser Umgebungsflächen wurden mithilfe der siebenteiligen Bewertungsskala nach BRAUN-BLANQUET (1964) durchgeführt, mit der die Schätzung von Abundanz und Dominanz erfolgt. Die Durchführung dieser Aufnahme hatte zum Ziel, möglichst alle im jeweiligen Uferabschnitt auftretenden Arten vollständig zu erfassen.

Es wurden Gesamtartenlisten für die zehn untersuchten Monitoringflächen sowie für deren Umgebungsbereiche erstellt, die zudem detaillierte Angaben über Standortpräferenzen der einzelnen Pflanzenarten beinhalten (ELLENBERG 1978, ADLER et al. 1994; siehe Anhang: Tab. 2).

2.2 Statistische Auswertung der Vegetationsdaten

Mit dem Ziel einer möglichst objektiven Darstellung von Vegetationsentwicklungen wurden multivariate statistische Methoden angewendet. Multivariate Methoden werden dann bevorzugt eingesetzt, wenn entweder sehr umfangreiche Datensätze oder keinerlei detaillierte Informationen zur Ökologie und Soziologie der registrierten Pflanzenarten vorliegen oder aber auch dann, wenn zeitliche Übergänge von Vegetationsentwicklungen untersucht werden sollen. Ordination ist das aussagekräftigste multivariate Analyseinstrument für Monitoringdaten (TRAXLER 1997). Diese Methodik hat zudem den Vorteil guter Reproduzierbarkeit von Ergebnissen. Die Darstellung erfolgt in Form eines Ordinationsdiagrammes.

Die statistische Berechnung der erhobenen Vegetationsdaten basiert auf Ähnlichkeitsvergleichen der Artenzusammensetzung und Artmächtigkeit. Wenn eine Art in einem Kleinquadrat der Dauerfläche fehlte, wurde ihr bezüglich dieses Kleinquadrats der Wert 0 zugewiesen.

Mithilfe des EDV-Programms CANOCO 4 (BRAAK & ŠMILAUER 1998) erfolgte die Durchführung einer multivariaten Analyse. Hierfür wurde eine DCA (Detrended Correspondence Analysis) gewählt. Die Distanzen zwischen den Punkten in den Diagrammen entsprechen in etwa den Ähnlichkeiten der Vegetationsaufnahmen. Wesentlich dabei ist, dass die Vieldimensionalität unter möglichst geringem Informationsverlust auf wenige Dimensionen reduziert wird. Die erste Achse weist die maximale Varianz der Aufnahmen auf, bei den folgenden Achsen nimmt diese stark ab. Zur Interpretation derartiger statistischer Analysen wird üblicherweise die DCA (entzerrte CA) verwendet, da diese einige Nachteile der CA nicht aufweist (Stauchung der Aufnahmen an den Achsenenden, „Horseshoe"-Effekt). Bei dieser Methode werden die Aufnahmen an die Ränder der Achse gedrängt, was das Auffinden des Teilungspunktes erleichtert. Die Vegetationsdaten wurden bei der DCA in der Weise verrechnet, dass sie keinen Segmenten zugeordnet und nicht transformiert wurden. Einzelne Arten wurden bei der Analyse nicht gewichtet.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgte mit dem Programm SIGMAPLOT (Vers. 2000; vgl. dazu auch NAGEL & BEIERKUHNLEIN 1999). Strukturen eines vieldimensionalen Raumes werden bei diesem statistischen Verfahren auf wenige Dimensionen projiziert, wodurch zwar unwillkürlich ein Informationsverlust erfolgt, unterschiedliche Entwicklungstendenzen der Untersuchungsflächen und Ausprägungen der Vegetationsdynamik jedoch einfacher erkennbar werden. Die Statistik soll also in diesem Kontext als Hilfsmittel zum Verständnis von ökologischen Zusammenhängen dienen.

Ähnlichkeitsanalysen der Datensätze der Aufnahmejahre 1998, 1999 und 2000 (Abb. 7) sowie aller vier Erhebungsjahre (Abb. 8) wurden mittels DCA durchgeführt, um auch eventuelle spezielle Trends der einzelnen Untersuchungsjahre erkennen zu können. Die Analyse der Kleinquadrate der Monitoringflächen erfolgte hinsichtlich ihrer Ähnlichkeit bezüglich Artenzusammensetzung und -dominanz.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Artenzahl und Artendynamik

Die Artenzahl lässt Aussagen über den Reifegrad und den Zustand von Pflanzenbeständen zu. Eine hohe Artendiversität tritt vor allem während der ersten Besiedlungsstadien auf und nimmt in den folgenden Jahren nur geringfügig ab. Erst mit dem Erreichen des Klimaxstadiums verringert sich die Artenzahl drastisch. Es haben sich bereits stabile Standortbedingungen eingestellt, die lediglich die Etablierung von angepassten Arten zulassen.

3.1.1 Artenzahl der Monitoringflächen (M)

Während der vier Beobachtungsjahre konnten auf den neun Monitoringflächen insgesamt 154 Arten registriert werden (Anhang: Tab. 2). Die maximale Artenzahl konnte im ersten Untersuchungsjahr mit 46 für Monitoringfläche M 5 eruiert werden, den niedrigsten Wert von nur drei Arten wies M 9 im Jahr 2001 auf (Abb. 2). Die zwei angeführten Zahlenwerte zeigen die breite Spanne der Artenzahlen der Monitoringflächen. Generell lässt sich eine allmähliche Artenabnahme bei allen Monitoringflächen erkennen (von 2000 bis 2001: bei neun von zehn Monitoringflächen), was auch den Erwartungen entspricht. Nach einer ersten Besiedlungsphase von zahlreichen unspezifischen Pionierarten können sich längerfristig nur solche Arten etablieren, die an die allmählich stabiler werdenden Standortverhältnisse angepasst sind. Besonders klar zeigt sich die Artenabnahme bei Fläche M 9 (25–12–10–3), die dynamischen hydrologischen Prozessen und damit starken Störungen unterworfen ist. Lediglich wenige angepasste Arten können sich trotz starker Überflutungen am Standort halten.

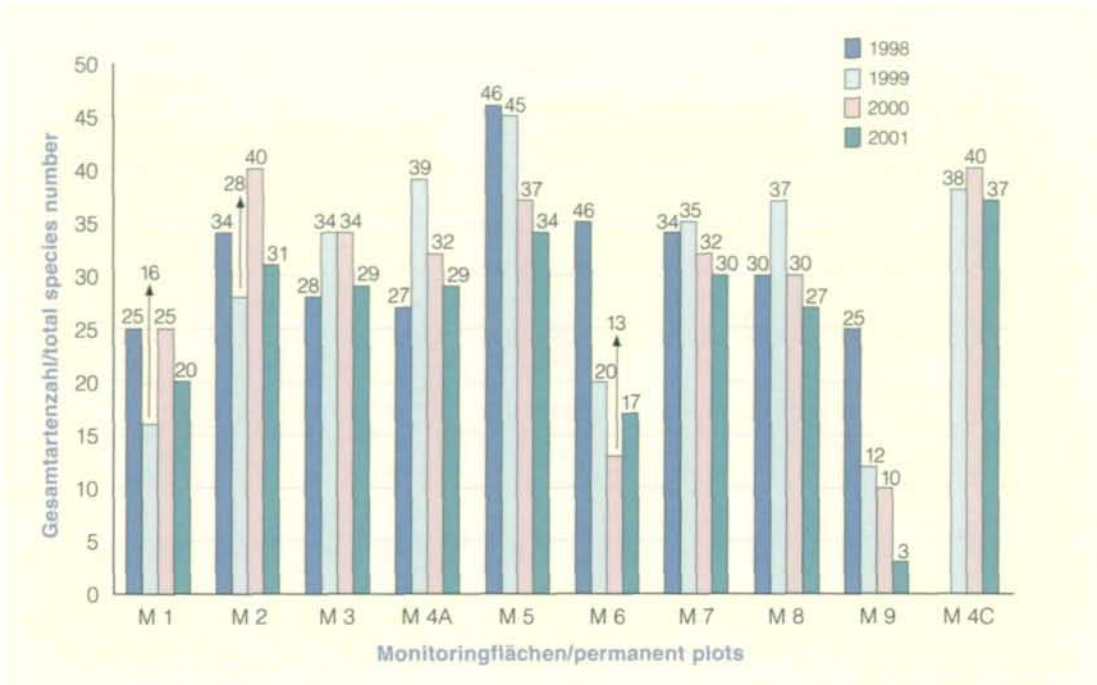
3.1.2 Artendynamik der Monitoringflächen in den Beobachtungsjahren 1998 bis 2001

Wird auf den Dauerflächen eine Veränderung der Gesamtartenzahl registriert, so ist diese Veränderung generell stärker zu gewichten als feine Deckungsschwankungen, da das Verschwinden oder die Neuetablierung von Arten relativ deutlich auf ökologische Standortveränderungen hinweisen (TRAXLER 1997). In diesem Zusammenhang besitzt die Betrachtung der Gesamt-

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 2: Vergleich der Artenzahlen der Monitoringflächen in den Aufnahmejahren 1998 (blaue Säulen), 1999 (hellgrüne Säulen), 2000 (rosa Säulen) und 2001 (dunkelgrüne Säulen). Für M 4C liegen Werte für die Jahre 1999, 2000 und 2001 vor.

Comparison of species numbers recorded at the permanent plots: 1998 (blue pillars), 1999 (light green pillars), 2000 (pink pillars) and 2001 (dark green pillars). Data of permanent plot M 4C are present for 1999, 2000 and 2001.



artenzahl noch relativ wenig Aussagekraft. Erst der Vergleich der neu etablierten und der verschwundenen Arten, also die Artendynamik, zeigt die wesentlichen Veränderungen in der Artenzusammensetzung auf.

Unter Berücksichtigung der Gesamtartenzahl zeigen die Dauerflächen der Standorte M 5 (26), M 6 (34) und M 9 (23) die größte, hingegen Standort 1 mit nur 12 Arten die geringste Artendynamik (Abb. 3).

3.1.3 Gesamtartenzahl der Umgebungsflächen (UM)

In Abbildung 4 sind die Gesamtartenzahlen der Umgebungsflächen der Dauerquadrate graphisch dargestellt. Die Artenzahlen schwanken von minimal 27 (UM 1, 1999) bis maximal 78 Arten (UM 5, 1999). Bei den Umgebungsbereichen der sieben Monitoringflächen UM 1, UM 2, UM 4A, UM 6, UM 7, UM 8 und UM 9 sind die Artenzahlen von 2000 bis 2001 gefallen, bei drei Bereichen (UM 3, UM 4C, UM 5) um maximal sechs Arten gestiegen. Interessant ist, dass die Artenzu- und -abnahme der Umgebungsflächen in einigen Fällen nicht mit der der Monitoringflächen einhergeht. Das kann auf die kleinflächig heterogenen Standortbedingungen der Böschungsbereiche oder auf Zufallsereignisse zurückgeführt werden.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 3: Artendynamik der Monitoringflächen vom ersten (1998) bis zum vierten Beobachtungsjahr (2001).

Dynamics of species observed in the permanent plots from 1998 to 2001.

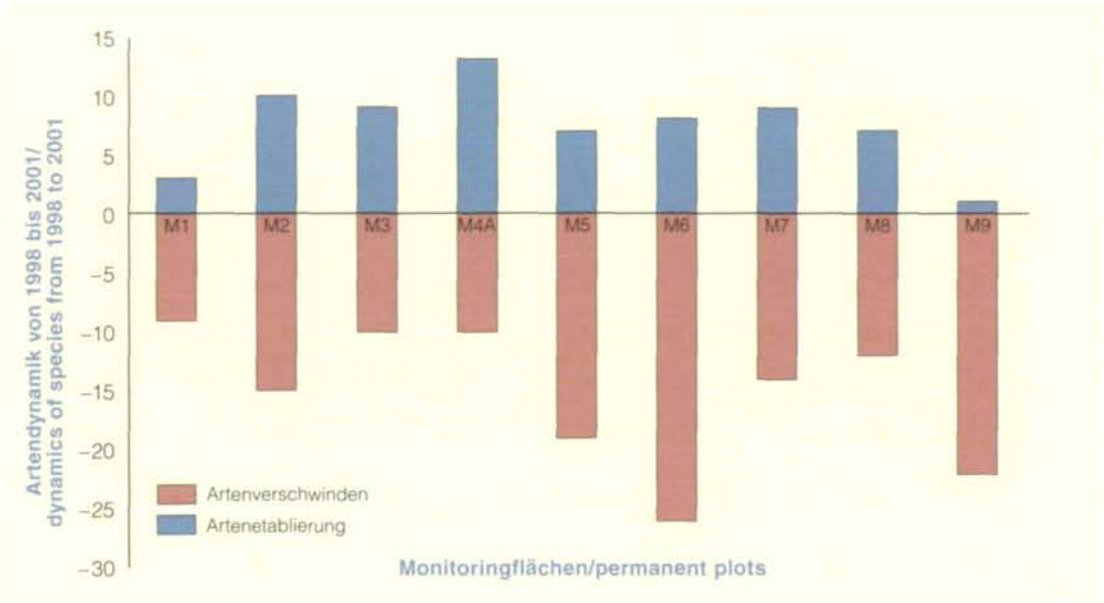
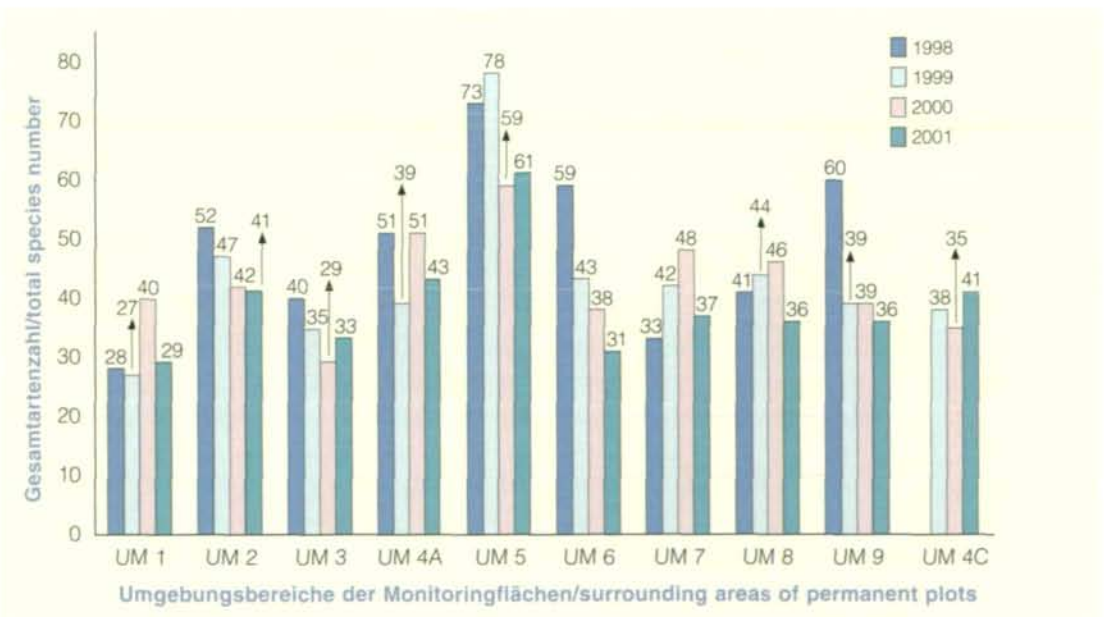


Abb. 4: Vergleich der Artenzahlen der Umgebungsflächen der vier Aufnahmejahre: 1998 (blaue Säulen), 1999 (hellgrüne Säulen), 2000 (rosa Säulen) und 2001 (dunkelgrüne Säulen). Für M 4C liegen Werte für die Jahre 1999, 2000 und 2001 vor.

Comparison of species numbers recorded at the surrounding areas of the permanent plots: 1998 (blue pillars), 1999 (light green pillars), 2000 (pink pillars) and 2001 (dark green pillars). Data of quadrate M 4C are present for 1999, 2000 and 2001.



© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3.2 Deckungswerte

3.2.1 Vegetationsdeckung der Monitoringflächen

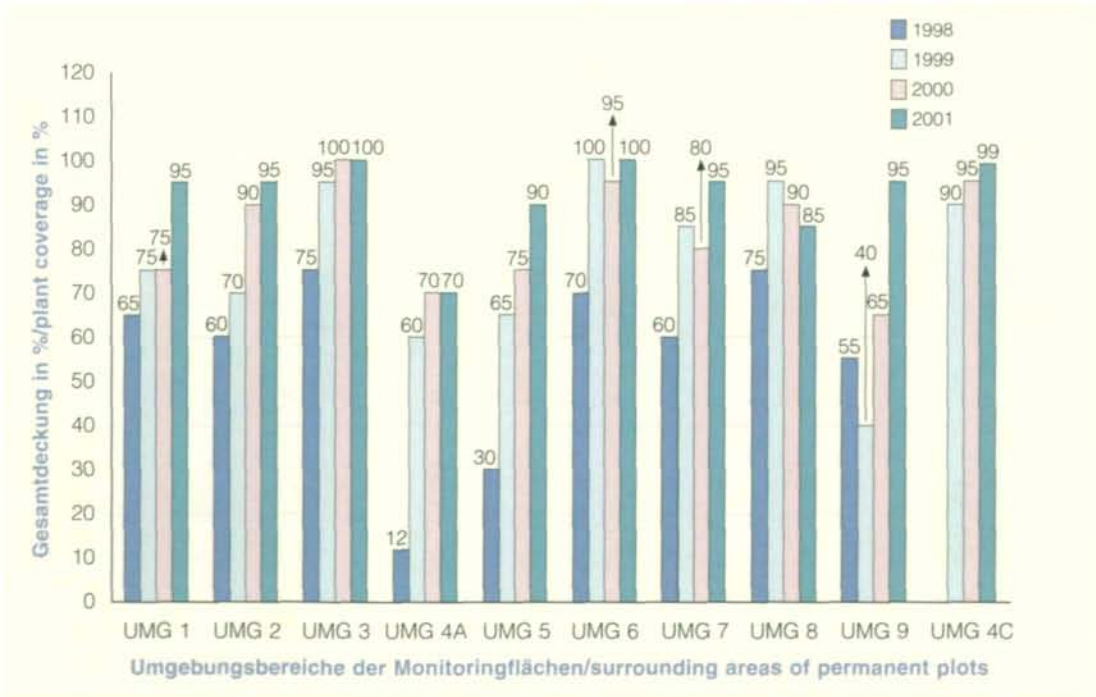
In Tabelle 1 sind die Gesamtdeckungswerte für jedes der vier Kleinquadrate der zehn Monitoringflächen aufgelistet. Tendenziell ist bei allen Dauerquadraten ein allmähliches Zuwachsen der Vegetationsdecke zu erkennen. Sogar auf dem durch starke Störungsdynamik beeinflussten Standort M 9 haben die wenigen bereits etablierten Arten teilweise sogar massiv an Deckung zugenommen. Diese Arten (*Populus alba*, *P. nigra* und *Salix purpurea*) müssen die massiven Überschwemmungen und die damit einhergehende Feinsedimentablagerung und Durchfeuchtung des Bodens ertragen. Die Gehölze haben zudem stark an Höhe zugenommen (siehe dazu auch Anhang: Farbtafel Abb. 10).

3.2.2 Vegetationsdeckung der Umgebungsbereiche der Monitoringflächen

Die Umgebungsbereiche aller Monitoringflächen zeigen im Laufe der vier Beobachtungsjahre eine Zunahme der Vegetationsdeckung. Ein vollständiges Zuwachsen des Standortes von 100% haben bereits die Umgebungsbereiche UM 3 und UM 6 erreicht (Abb. 5).

Abb. 5: Vergleich der Vegetationsdeckung der Umgebungsbereiche der Monitoringflächen in den Beobachtungsjahren 1998 (blaue Säulen), 1999 (hellgrüne Säulen), 2000 (rosa Säulen) und 2001 (dunkelgrüne Säulen). Für M 4C liegen Werte für die Jahre 1999, 2000 und 2001 vor.

Comparison of plant coverage in the surrounding areas of the permanent plots: 1998 (blue pillars), 1999 (light green pillars), 2000 (pink pillars) and 2001 (dark green pillars). Data of quadrate M 4C are present for 1999, 2000 and 2001.



© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 1: Prozentuelle Deckung der Monitoringflächen von Ufer-, Ruderal- und Wiesenarten und Artenzahlen – Vergleich der Aufnahmejahre 1998, 1999, 2000 und 2001. Summierte Deckungswerte über 100 % ergeben sich aufgrund gegenseitiger Überdeckung krautiger Pflanzen oder aufgrund von Kraut- und Strauchschicht-Überlappungen.

Percentage degree of coverage and species number of riparian, ruderal and meadow plants observed in the permanent plots – comparison of sampling data of 1998, 1999, 2000 and 2001. Values concerning degrees of coverage over 100 % result from the overlap of herbaceous plants or from overlapping herbaceous and shrub-layers.

	UFERARTEN IN %				RUDERALARTEN IN %				WIESENARTEN IN %				DECKUNG IN %				ARTENZAHL			
	1998	1999	2000	2001	1998	1999	2000	2001	1998	1999	2000	2001	1998	1999	2000	2001	1998	1999	2000	2001
M1/QU1	25	66	64	121	19	3	1	<1	0	<1	0	0	45	69	65	90	12	13	12	9
M1/QU2	34	24	38	90	7	4	3	<1	<1	<1	0	0	40	28	40	85	17	10	16	11
M1/QU3	35	75	80	154	12	6	2	<1	<1	0	1	<1	46	80	80	95	15	9	14	12
M1/QU4	19	31	45	85	11	2	4	<1	1	0	2	<1	25	33	50	80	15	11	13	13
M2/QU1	9	26	47	102	26	25	27	73	10	19	27	7	46	70	85	100	25	20	23	19
M2/QU2	26	30	33	96	11	17	35	44	13	15	23	7	45	60	85	100	17	18	18	14
M2/QU3	6	9	15	42	8	22	19	14	6	14	15	7	22	45	50	60	22	22	27	19
M2/QU4	3	13	21	30	7	33	20	38	14	8	21	6	25	54	60	73	19	20	23	19
M3/QU1	6	48	95	110	14	22	10	8	<1	0	1	1	19	70	95	100	16	22	16	15
M3/QU2	8	47	95	165	34	14	16	8	1	7	5	1	40	65	97	100	18	23	20	22
M3/QU3	26	79	100	166	2	3	13	1	7	8	20	0	35	85	100	100	11	19	18	15
M3/QU4	17	45	95	167	20	14	23	9	27	13	22	1	63	72	95	100	8	16	19	12
M4A/QU1	18	40	9	35	47	44	70	23	2	<1	3	7	73	83	80	65	13	18	16	16
M4A/QU2	1	20	20	53	48	42	24	20	35	1	4	1	53	65	48	75	16	20	17	16
M4A/QU3	1	11	13	6	23	64	26	47	2	7	4	7	26	70	43	50	16	25	19	17
M4A/QU4	<1	17	26	23	17	36	20	42	37	11	1	1	52	63	47	60	15	22	19	18
M5/QU1	10	53	90	106	10	12	9	2	0	1	7	32	22	65	90	95	25	29	24	21
M5/QU2	11	57	77	86	16	6	7	9	<1	2	9	29	26	62	85	90	24	27	19	27
M5/QU3	9	44	64	101	21	12	4	4	1	2	7	2	32	55	70	80	21	21	18	17
M5/QU4	3	14	24	21	9	10	14	25	4	9	30	4	14	36	60	75	19	22	17	12
M6/QU1	60	77	100	105	19	1	0	0	0	0	0	0	60	78	100	100	12	9	5	5
M6/QU2	47	97	100	94	42	0	0	6	0	0	0	<1	75	95	100	100	16	8	7	10
M6/QU3	59	100	95	102	14	1	0	0	17	<1	0	0	80	100	95	97	20	10	4	5
M6/QU4	42	99	100	100	37	<1	0	1	0	<1	0	0	85	100	100	95	27	8	6	7
M7/QU1	3	133	100	123	63	8	8	5	9	23	43	60	75	95	100	100	23	18	18	10
M7/QU2	2	86	80	115	60	39	34	1	7	14	34	45	70	90	100	100	24	18	14	10
M7/QU3	<1	5	2	2	3	13	20	15	2	7	30	63	4	25	52	80	12	16	17	12
M7/QU4	0	19	6	14	5	7	12	8	1	7	22	47	6	25	40	70	11	14	15	18
M8/QU1	<1	8	4	1	18	40	19	50	3	12	17	10	21	60	40	60	13	16	16	14
M8/QU2	1	11	3	<1	33	40	39	67	3	16	10	3	36	65	52	70	18	19	19	11
M8/QU3	<1	6	20	0	13	31	14	41	8	34	18	16	21	70	50	60	15	22	15	15
M8/QU4	2	35	19	4	44	38	31	33	1	22	25	30	46	95	70	70	17	21	20	17
M9/QU1	11	2	11	38	4	0	0	0	<1	<1	0	0	12	2	11	35	16	6	3	2
M9/QU2	19	3	14	21	5	0	0	0	<1	<1	0	0	15	3	14	20	11	8	2	2
M9/QU3	18	14	35	88	4	<1	0	0	<1	0	0	0	9	14	35	85	15	7	7	2
M9/QU4	78	6	37	85	5	<1	0	0	3	0	0	0	12	6	37	85	13	6	4	2
M4C/QU1	/	60	98	200	/	21	15	9	/	3	<1	20	/	65	98	100	/	23	21	22
M4C/QU2	/	25	83	98	/	27	17	9	/	2	1	16	/	55	85	95	/	25	17	21
M4C/QU3	/	20	39	67	/	38	38	5	/	22	18	15	/	80	90	90	/	21	24	19
M4C/QU4	/	42	33	63	/	34	43	11	/	4	18	12	/	75	92	85	/	18	24	26

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3.3 Verhältnis Uferarten zu Ruderal- und Wiesenarten

3.3.1 Zahlenverhältnis von Ufer-, Ruderal- und Wiesenarten zur Gesamtartenzahl

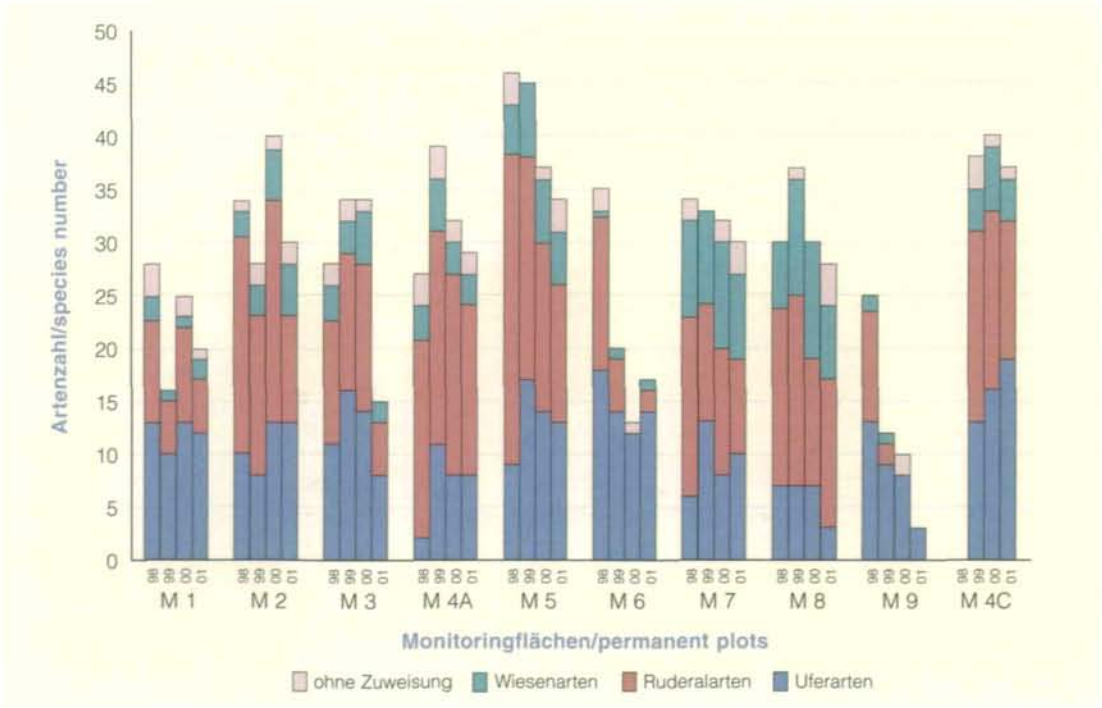
Der Anteil an Uferarten bezogen auf die Gesamtartenzahl der Monitoringflächen nimmt mit Ausnahme von M 4A und M 8 bei allen Monitoringflächen zu, während der Anteil an Ruderal- und Wiesenarten kontinuierlich zurückgeht (Abb. 6). Besonders gut ist dieser Trend bei den Flächen M 6 und M 9 zu beobachten. Aufgrund der starken hydrologischen Dynamik wurde Monitoringfläche M 9 bereits im dritten Beobachtungsjahr nur mehr von typischen Uferarten besiedelt. Ähnliche Dominanzverhältnisse zeigte die Fläche M 6. Das abermalige Auftreten von Ruderalarten im darauf folgenden Jahr kann darauf zurückgeführt werden, dass der Standort zusehends verlandet, das heißt, vor allem die Quadrate 3 und 4 werden seltener überschwemmt und folglich trockener. Zudem ist ein schmaler Trampelpfad durch die Fläche entstanden, der ebenfalls zu einer kleinflächig trockeneren Standortsituation führt.

3.3.2 Deckung an Ufer-, Ruderal- und Wiesenarten

Tabelle 1 zeigt einen Vergleich der prozentuellen Deckung von Ufer-, Ruderal- und Wiesenarten der erhobenen Kleinquadrate während der vier Beobachtungsjahre. Mit Ausnahme der zwei uferfern gelegenen Kleinquadrate 3 und 4 der Monitoringflächen M 4A und M 7 (Übergangsstadium)

Abb. 6: Verhältnis der Artenzahlen von Wiesen-, Ruderal- und Uferarten – Vergleich der vier Beobachtungsjahre.

Meadow, ruderal and riparian plants: Comparison of species number from 1998 to 2001.



© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

und der gesamten Referenzfläche M 8 ist ein zunehmendes Dominantwerden der Uferarten zu erkennen. Aufgrund des warmen Sommers 2000 traten Ruderal- und Wiesenarten sowohl bezüglich ihrer Artenzahl als auch ihrer Flächendeckung wieder häufiger als im Vorjahr auf.

3.4 Diskussion der Ergebnisse der vier Beobachtungsjahre

3.4.1 Artenzahl

Mit Ausnahme der Flächen M 3 (+ 1 Art) und M 4A (+ 2 Arten) zeigen alle Monitoringflächen eine Abnahme der Artenzahl von 1998 bis 2001 (Abb. 2). Ebenso wurde auch bei den Umgebungsbereichen bei sieben Monitoringflächen (UM 1, UM 2, UM 4A, UM 6, UM 7, UM 8, UM 9) eine Abnahme der absoluten Artenzahl registriert (Abb. 4). Besonders deutlich war dieser Trend bei Dauerfläche M 9 zu beobachten, bei der die Arten von anfangs 25 auf 12, auf 10 und schließlich auf nur drei Uferarten abnahmen. Die Dauerflächen M 6 (34) und M 9 (23) wiesen zudem die größte Artendynamik auf (siehe 3.1.2, Abb. 3). Monitoringfläche M 9 unterliegt der stärksten hydrologischen Störungsdynamik. Aufgrund von wochenlang andauernden Überschwemmungen und Sedimentablagerungen, wodurch viele der Keimlinge erstickten, wurden bereits auch fortgeschrittene Sukzessionsstadien immer wieder unterbrochen und sogar in frühere Stadien „zurückgesetzt". Nach Rückgang des Hochwassers konnte der Überschwemmungsbereich wieder relativ schnell von Keimlingen typischer Uferarten zurückerobert werden. Nur solche Arten können generell auf diese extreme Standortveränderung positiv reagieren, deren Samen trotz extremer Feuchtigkeitsbedingungen keimfähig bleiben (NAIMAN & DÉCAMPS 1998). In der äußerst dynamischen Monitoringfläche M 9 konnten sich von den 25 im Jahr 1998 aufgetretenen Besiedlungsarten im Beobachtungsjahr 2001 nur drei stabil etablieren (*Populus alba*, *P. nigra*, *Salix purpurea*). Bei den meisten der verschwundenen Arten aller Monitoringflächen handelte es sich um (Rohboden-)Pionierarten wie beispielsweise *Conyza canadensis, Erigeron annuus* etc. (siehe Anhang: Tab. 2). Die Standorte wurden während der vier Beobachtungsjahre zunehmend feuchter und differenzierter (Sedimentauflage, Beschattung, Nährstoffeintrag etc.).

3.4.2 Deckungswerte der Vegetation

Die Deckung der Vegetation nahm generell auf den untersuchten Standorten von 1998 bis 2001 massiv zu (Abb. 5). Aufgrund von Feinsedimentablagerungen, Feuchtigkeitszunahme etc. konnten die anfangs offenen Schotterstandorte relativ schnell von Pflanzen massiv besiedelt werden. Sogar auf Standort 9 haben wenige spezialisierte Arten bereits große Deckungswerte erreicht.

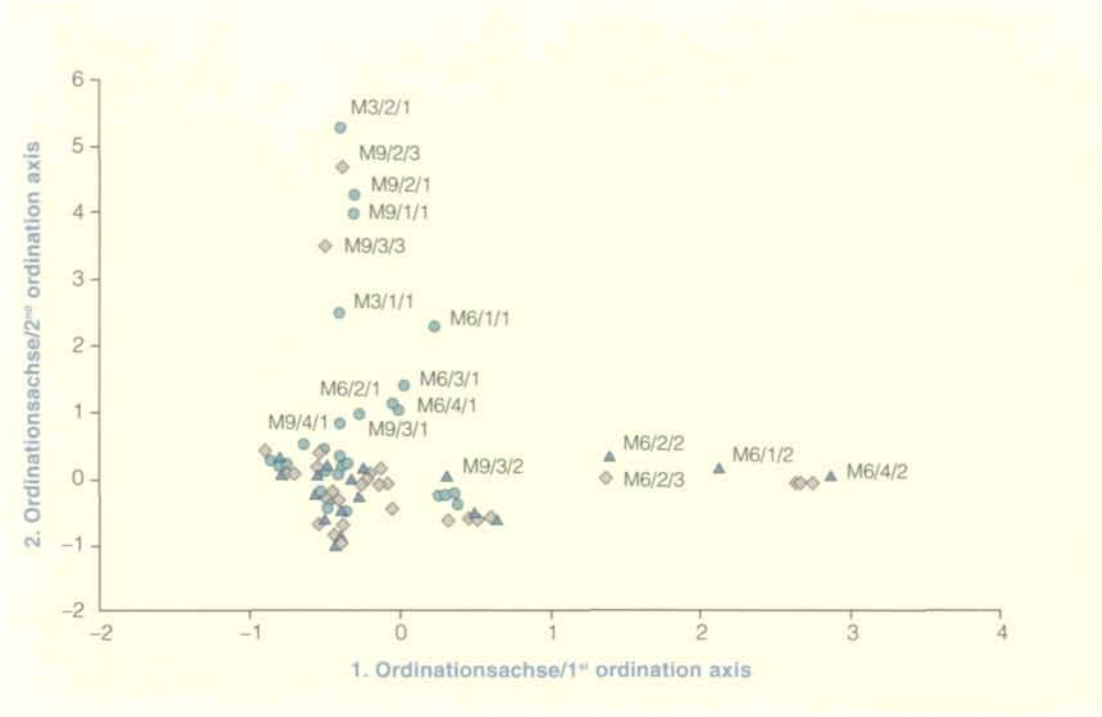
3.4.3 Zuordnung eines Ufer- oder Ruderalaspekts

Die Monitoringflächen M 1, M 2, M 3, M 4C, M 6 und M 9 wiesen im vierten Beobachtungsjahr sowohl hinsichtlich der Dominanz an auftretenden Uferarten als auch hinsichtlich deren prozentueller Deckung Ufercharakter auf (Abb. 6). M 4A, M 5 und M 7 (Ruderalcharakter bezüglich des Artenzahlverhältnisses) befanden sich 2001 noch in einem Übergangsstadium. Bei Referenzfläche M 8 war der Ruderalaspekt sowohl hinsichtlich Artenzahlverhältnis als

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 7: Statistische Analyse (DCA) der jeweils vier Kleinquadrate der zehn Monitoringflächen: ● = 1998, ▲ = 1999, ◆ = 2000.

Statistic analysis (DCA) of the investigated quadrates (1 x 1 m) of the ten permanent plots: ● = 1998, ▲ = 1999, ◆ = 2000.

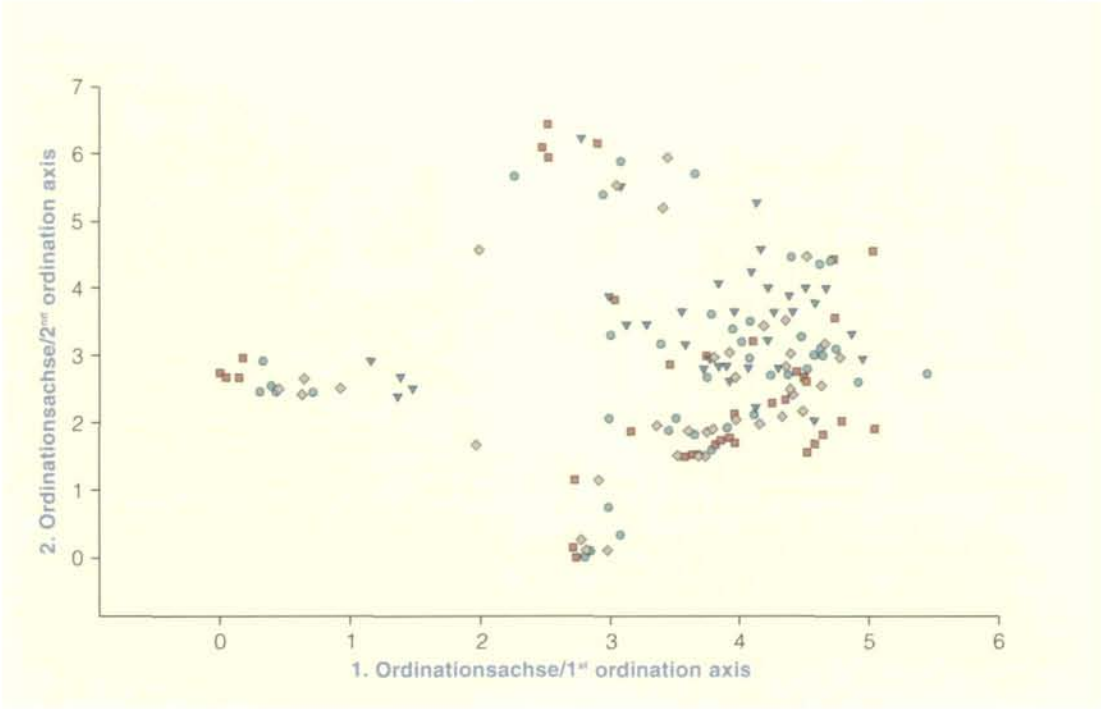


auch Deckung vorherrschend. Ein wesentlicher Faktor für die bezüglich Artenzusammensetzung und Schnelligkeit unterschiedlich verlaufende Sukzession der Vegetation sind die sehr verschiedenartig gestalteten Uferstrukturen, die unterschiedliche Standortverhältnisse bedingen. Die Vegetation der Flächen M 6 (flache Anlandungszone im Buchtbereich) und M 9 (Flachufer, das einer starken hydrologischen Dynamik ausgesetzt ist) zeigte bereits in den ersten Beobachtungsjahren einen Trend in Richtung einheitlicher Ufervegetation. Wesentlich für das rasche Ansiedeln von Uferarten waren in diesem Zusammenhang auch die schnell erfolgende Feinsedimentablagerung und die unter anderem dadurch bedingte permanente Durchfeuchtung des Bodens, beides wichtige Faktoren, die die Samenkeimung von Uferarten fördern. Die Monitoringflächen M 1, M 2, M 3 und M 4C sind an einem durchströmten Nebengerinne mit unterschiedlicher Böschungsneigung gelegen. In Abhängigkeit zur Steilheit der Fläche bildete sich eine mehr oder weniger ausgeprägte Zonierung der Vegetation aus, die einem Feuchtigkeitsgradienten (Sedimentablagerung und damit einhergehende gespeicherte Feuchtigkeit) folgt. Vor allem in den immer wieder überschwemmten ufernahen Quadraten 1 und 2 entstand rasch ein dichter Vegetationsstreifen aus typischen Uferarten. Das Wasser als Samenlieferant spielt in diesem Zusammenhang ebenfalls eine wesentliche Rolle. So wurde die sehr trockene Referenzfläche 8 (Blockwurf) nur bei Hochstand der Donau im untersten Flächen-

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 8: Statistische Analyse (DCA) der jeweils vier Kleinquadrate der zehn Monitoringflächen – Vergleich der Erhebungsjahre: ▼ = 1998, ● = 1999, ◆ = 2000, ■ = 2001.

Statistic analysis (DCA) of the investigated quadrates (1 x 1 m) of the ten permanent plots – comparison of the inventories: ▼ = 1998, ● = 1999, ◆ = 2000, ■ = 2001.



bereich überschwemmt. Das Ansiedeln von Uferarten wurde dadurch erschwert. Die Flächen M 4A (Tümpel), M 5 und M 7 (langsam durchflossene Nebengerinne) wiesen eine sehr starke Zonierung der Vegetation auf. Die trockenen, grobschottrigen uferfernen Quadrate 3 und 4 zeigten auch noch im vierten Beobachtungsjahr ruderalen Charakter. Diese sehr unterschiedlichen Standortverhältnisse innerhalb dieser Monitoringflächen bedingten auch die im Vergleich zu den anderen Flächen relativ hohen Artenzahlen (Abb. 2).

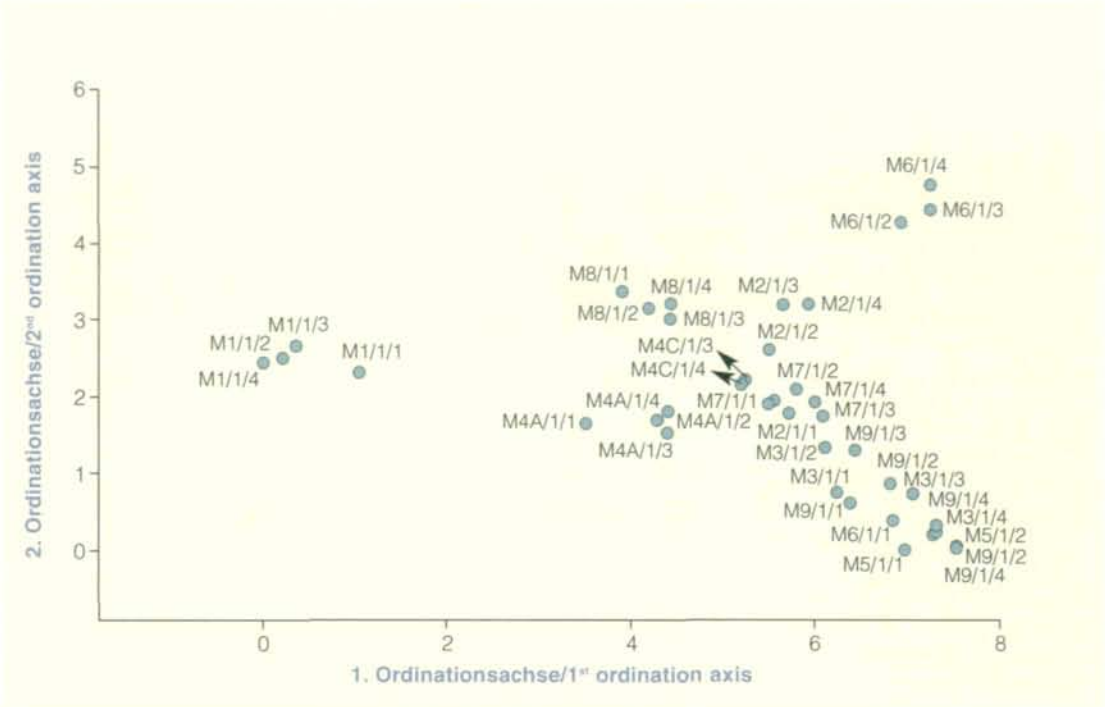
3.5 Statistische Auswertung der Vegetationsaufnahmen

Die Vegetationsdaten der Beobachtungsjahre 1998 bis 2001 wurden mithilfe einer DCA statistisch ausgewertet (siehe Methodik 2.2). Um Kopplungseffekte der vier Kleinquadrate innerhalb einer Monitoringfläche ausschließen zu können und aufgrund der kleineren Datenmenge eine übersichtlichere Punktaufteilung im Ordinationsdiagramm zu erhalten, wurden die Daten des direkt am Wasser gelegenen Kleinquadrates 1 (siehe Abb. 1) der vier Beobachtungsjahre miteinander verrechnet. Das Ordinationsdiagramm ist in Abbildung 9 dargestellt und bestätigt die Ergebnisse der Verrechnung der Daten aller vier Beobachtungsjahre (Abb. 8).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abb. 9: Ordinationsdiagramm der DCA von Kleinquadrat 1 (ufernahe Lage; siehe Abb. 1): Erhebungsjahre 1998, 1999, 2000 und 2001.

Ordination diagram resulting from Detrended Correspondence Analysis (DCA) of square 1 (inshore location; see fig. 1): 1998, 1999, 2000 and 2001.



3.6 Diskussion der statistischen Analysen

In Abbildung 7 (Verrechnung aller in den Jahren erhobenen Vegetationsdaten) gruppiert sich der Großteil der Aufnahmen der Beobachtungsjahre 1998, 1999 und 2000 zu einer Punktwolke. Da die einzelnen Punkte den zugehörigen Flächen nicht mehr eindeutig zugeordnet werden konnten, wurden nur jene Symbole beschriftet, die außerhalb dieser „Gruppierung" zu liegen kamen und eindeutig identifiziert werden konnten. Am linken Rand der Punktwolke gruppieren sich einige der Kleinflächen von M 8 (im Diagramm nicht beschriftet). Ähnlich wie in den Ordinationsdiagrammen der Jahre 1998 und 1999 (siehe PASCHER 1998, 1999) bildet dieser als Referenzfläche gewählte Blockwurfbereich auf der ersten Ordinationsachse das Gegenstück zu den bereits reifen Uferbeständen von M 6 (siehe rechtes äußeres Ende der Punktwolke). Der Untersuchungsabschnitt von Standort 6 ist bereits massiv verlandet. Eine weitere „Ausreißerfläche" oberhalb der Punktwolke stellt Fläche M 9 dar. Dieser Standort ist in jenem Uferabschnitt lokalisiert, der permanent einer starken hydrologischen Störungsdynamik unterworfen ist (Überschwemmung, massive Sedimentablagerung und Nährstoffeintrag). Ähnlich wie in den Erhebungsjahren 1998 und 1999 nehmen die Monitoringflächen M 6 und M 9 auch im Jahr 2000 eine Sonderstellung ein und gruppieren sich ganz deutlich außerhalb der Punktwolke.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Im Ordinationsdiagramm der Abbildung 8, in dem die Vegetationsdaten aller vier Beobachtungsjahre verrechnet und dargestellt sind, gruppiert sich ein Großteil der Daten zu einer Punktwolke. Links außerhalb dieser kommen alle sechzehn Vegetationsaufnahmen von Fläche M 1 zu liegen. Zudem ist bei dieser Anordnung auch eine Gruppierung der Symbole nach dem Aufnahmejahr zu erkennen. Rechts in dieser Punktwolke sind die Daten des Jahres 1998 angeordnet, links die von 2001. Dazwischen gruppieren sich die Symbole der Jahre 1999 und 2000. Die Daten 2000 sind etwas nach rechts in Richtung der Daten von 1998 verschoben. Das könnte ein Hinweis darauf sein, dass aufgrund des warmen Sommers im Jahr 2000 der temporäre Wassergraben des Standortes 1 bereits sehr früh ausgetrocknet ist und dadurch die Keimung der trockenliebenden Ruderal- und Wiesenarten begünstigt wurde. Unterhalb der großen Punktwolke kommen fast alle Kleinflächen von M 6 der Jahre 1999, 2000 und 2001 zu liegen. Dieser Standort unterscheidet sich aufgrund seiner Beschaffenheit (Flachufer mit starker Verlandung) und der damit einhergehenden Vegetationsausstattung stark von den anderen Abschnitten. Oberhalb der Punktwolke sind alle sechzehn verrechneten Kleinflächen der Referenzfläche M 8 lokalisiert. Dieser trockene Blockwurfbereich nimmt ebenfalls mit seinem Bestand an trockenliebenden Arten eine Sonderstellung ein. Da die zwei Extremstandorte bezüglich Feuchtigkeit, M 6 (sehr feucht) und M 8 (sehr trocken), auf der 2. Ordinationsachse in der größten Distanz zueinander liegen und sich die anderen Standorte je nach Feuchtigkeitssituation zwischen diese zwei Punktwolken gruppieren, könnte man schließen, dass dieser Achse ein Feuchtigkeitsgradient zugrunde liegt (siehe dazu auch Abb. 7). Welcher Gradient der 1. Achse zugeordnet werden kann, ist nicht eindeutig feststellbar. Eventuell könnte es sich hier um eine Überlagerung mehrerer Gradienten handeln. Oft zeigen Hauptachsen eine zeitliche Abfolge und zusätzlich einen wichtigen ökologischen Gradienten (VAN DER MAAREL & WERGER 1978, TRAXLER 1997). Bei näherer Betrachtung der Punktwolke M 1 fällt, wie bereits oben beschrieben, die zeitliche Abfolge der Daten ins Auge. Die Aufgliederung der Daten könnte eventuell nach dem Reifegrad der Bestände erfolgt sein.

3.7 Schlussfolgerungen

Die unterschiedlich gestalteten neu geschaffenen Uferstrukturen der Donauinsel bedingen die hohe Diversität der in den vier Beobachtungsjahren erhobenen Besiedlungsarten (insgesamt 154 Arten auf den zehn Monitoringflächen, Anhang: Tab. 2). Eine wichtige Grundvoraussetzung für das Aufkommen von Arten mit unterschiedlichen Standortansprüchen stellen die ausgeprägten Feucht-trocken-Gradienten der Uferstrukturen dar. Das Vorhandensein verschiedenartiger Feuchtigkeitssituationen samt ihrer dafür typischen Vegetationsausstattung ist für Stauraumgestaltungen als besonders wertvoll einzuschätzen. Bei den Vegetationserhebungen der neu geschaffenen Ufer auf der Donauinsel konnten nur wenige Rote Liste-Arten (z. B. *Trifolium fragiferum*) festgestellt werden, was bedeutet, dass es sich bei den untersuchten Uferabschnitten prinzipiell nicht um selten vorkommende Standorte handelt, die das Etablieren von gefährdeten Arten begünstigen. Der besondere Wert der neuen Ufergestaltung der Donauinsel liegt jedoch darin, dass sehr unterschiedlich zusammengesetzte Pflanzenbestände nebeneinander auftreten. Verschiedenartige Vegetationsstrukturen wirken sich wiederum positiv auf die Besiedlung durch eine Vielzahl von Tierarten aus. Bei zukünftigen Stauraumplanungen ist ein hoher Strukturanteil von strömungsberuhigten Zonen (langsam durchflossene Nebengerinne oder Tümpel) im besonderen Maße zu fördern, da diese die Etablierung von Arten, die eine gemäßigte Wasserströmung tolerieren (z. B. Schilf und Rohrkolben), begünstigen. Die Blockwurfsituation von Fläche M 8, die als Referenz-

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

bereich für die Untersuchung gewählt wurde, zeigt, dass sich Uferarten auf diesen Strukturen nur in geringfügigem Maße ansiedeln können. Feuchtartengarnituren an Flussufern besitzen eine hohe Regenerationsfähigkeit nach hydrologischen Störungsereignissen (Überschwemmungen), die Ufer bleiben aufgrund des immer wieder aufkommenden Pflanzenbewuchses gefestigt.

Die in den ersten Untersuchungsjahren eruierten hohen, dann langsam abnehmenden Artenzahlen der Standorte, die teilweise sogar äußerst gravierende Artendynamik, ein Charakteristikum für sehr dynamische Standorte, die allmähliche Zunahme der Vegetationsdeckung sowie die statistischen Auswertungen der Vegetationsdaten zeigen, dass die Uferstrukturen (Nebengerinne, Tümpel, Buchtbereiche, Flachufer) gute Voraussetzungen für die Besiedlung und Entwicklung der untersuchten Donauufer bieten und somit das ökologische Entwicklungsziel der aufwändig geplanten neuen Stauraum-Ufer erreicht werden konnte. Auch wenn sich dieses nach dem maximal realisierbaren ökologischen Potenzial richten muss (CHOVANEC & SCHIEMER DENISIA **10**: 27–51), können die verschieden gestalteten Uferstrukturen für die Vegetationsentwicklung als äußerst positiv bewertet werden und sollten diese bei zukünftigen Stauraumplanungen noch stärkere Berücksichtigung finden.

4. Anhang

Abb. 10: Standort 9 im ersten (1998) und letzten (2001) Beobachtungsjahr. Foto: K. Pascher

Sample area 9 during investigation in 1998 and 2001.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 2: Gesamtartenliste der neun Monitoringflächen (M 1–M 9) der vier Beobachtungsjahre: Standortpräferenzen und Einteilung in typische Ufer- (U), Ruderal- (R) oder Wiesenart (W). Arten, die diesem Schema nicht zugeordnet werden konnten, wurden mit dem Terminus „ohne Zuordnung" (o. Z.) bezeichnet (nach ADLER et al. 1996).

Species list of the nine permanent plots (M 1–M 9) sampled during four years (1998–2001): preference for special habitats and classification in riparian species (U), ruderal (R) and meadow plants (W). The terminus "o. Z." refers to no association to this species classes (ADLER et al. 1996).

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Standortpräferenz	Klassifikation
Acer negundo	Eschen-Ahorn	Neophyt, besonders in Auwäldern eingebürgert, Heimat: N-Amerika	U
Achillea millefolium	Echte Schafgarbe	Rasengesellschaften	W
Acinos arvensis	Gewöhnl. Steinquendel	Trockenwiesen, Brachen, halbruderal auf Böschungen	R
Aegopodium podagraria	Geißfuß	schattige feuchte Gebüsche, Au- und feuchte Wälder, Wiesen, Gärten, Nährstoffzeiger	U
Agrostis stolonifera	Kriech-Straußgras	gewässerbegleitender Pionier auf Schlickböden und Kiesbänken	U
Ajuga reptans	Kriech-Günsel	frische Edellaubwälder und (Fett-)Wiesen	W
Alisma plantago-aquatica	Gew. Froschlöffel	seichte Gewässer, Sümpfe, Röhricht, Gräben	U
Alnus incana	Grau-Erle	Ufer, Auwälder, nährstoffreiche Böden	U
Alopecurus aequalis	Gilb-Fuchsschwanz	oft flutende Gewässer, Sümpfe, schlammige Ufer, Gräben	U
Alyssum allyssoides	Kelch-Steinkraut	trockene Ruderalstellen	R
Anchusa officinalis	Echte Ochsenzunge	trockene, schottrige Ruderalstellen, Böschung	R
Angelica sylvestris subsp. *sylvestris*	Wild-Engelwurz	feuchte, lichte Wälder, Auen, feuchte Wiesen, Ufer, Flachmoore	U
Apiaceae	Doldenblütler		o. Z.
Arenaria serpyllifolia	Quendel-Sandkraut	Trockenrasen, Ruderalfluren	R
Arrhenatherum elatius	Glatthafer	Fettwiesen, Wegränder	W
Artemisia vulgaris	Gewöhnl. Beifuß	Ruderalfluren, Ufergebüsch	U
Asteraceae	Korbblütler		o. Z.
Barbarea vulgaris	Gewöhnl. Barbarakraut	Ufer, feuchte Ruderalstellen	U
Betula pendula	Weiß-Birke	Pioniergehölz, anspruchslos	R
Bidens tripartitus	Dreiteiliger-Zweizahn	Auwälder, Teichufer	U
Bromus inermis	Wehrlose Trespe	trockene Fettwiesen, Ruderalstellen, Böschungen, Wegränder, Nährstoffzeiger	R
Bromus sp.	Trespe		o. Z.
Bromus sterilis	Taube Trespe	Ruderalfluren	R
Bromus tectorum	Dach-Trespe	trockene Ruderalstellen, Bahngelände, Straßenränder, Kiesgruben, Mauern	R
Calamagrostis epigejos	Land-Reitgras	Flussufer, bevorzugt sandige Böden	U
Calystegia sepium	Echte Zaunwinde	Auwälder, Ufersäume	U
Carduus acanthoides	Weg-Ringdistel	Ruderalplätze, Pionierpflanze	R
Carex hirta	Behaarte Segge	subruderal, feuchte Wiesen	U
Carpinus betulus	Hainbuche	Edellaubwälder, bes. auf lehmigen, staufeuchten Böden, Halbschattholz	U
Caryophyllaceae	Nelkengewächs		o. Z.
Centaurea jacea	Wiesen-Flockenblume	wechselfrische trockene Wiesen	W
Centaurea stoebe	Rispen-Flockenblume	Rohbodenpionier, halbruderale Dämme	R
Chenopodium album	Weißer Gänsefuß	Ruderalflächen, herbizidresistente Pionierpflanze	R
Cirsium arvense	Acker-Kratzdistel	Ruderalgesellschaften	R

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Standortpräferenz	Klassifikation
Clematis vitalba	Gewöhnl. Waldrebe	Auwälder, Pionierpflanze	U
Convolvulus arvensis	Acker-Winde	frische bis mäßig trockene Ruderalfluren, Äcker, Gärten	R
Conyza canadensis	Gewöhnl. Berufskraut	Unkrautfluren, Dämme, Brachen	R
Cornus sanguinea	Rot-Hartriegel	trockene Wälder	U
Crepis biennis	Wiesen-Pippau	frische Fettwiesen, Wegraine	W
Dactylis glomerata	Wiesen-Knäuelgras	Fettwiesen, Ruderalstellen	W
Daucus carota	Möhre	Halbtrockenrasen, Ruderalstellen	R
Deschampsia cespitosa	Gewöhnl. Rasenschmiele	frische bis feuchte Fettweiden, Ufer, Flachmoore, Sümpfe	U
Diplotaxis tenuifolia	Schmalblatt-Doppelrauke	trockene Ruderalstellen	R
Echinochloa crus-galli	Hühnerhirse	Äcker, Gärten, Weingärten, Ruderalstellen, Teichränder, bevorzugt sandige Böden	U
Echium vulgare	Gewöhnl. Natternkopf	trockene Ruderalstellen, Schotterfluren	R
Elymus repens	Acker-Quecke	Äcker, Ruderalstellen	R
Epilobium hirsutum	Zottiges Weidenröschen	nasse, nährstoffreiche Uferstaudenfluren und Verlandungsgesellschaften	U
Epilobium parviflorum	Flaum-Weidenröschen	nasse, nährstoffreiche Bachufer, Gräben, oftmals Hybridbildung	U
Epilobium sp.	Weidenröschen		o.Z.
Equisetum arvense	Acker-Schachtelhalm	Äcker, Ruderalstellen	R
Erigeron annuus	Weißes Berufskraut	Neophyt (Heimat: N-Amerika), Auwälder, Ruderalfluren, Pionierpflanze	R
Erucastrum gallicum	Französische Hundsrauke	Ruderalstellen, Wegränder, Äcker, Ufer	U
Erysimum cheiranthoides	Ruderal-Goldlack	Ruderalstellen, Ufer, Auen	U
Euphorbia cyparissias	Zypressen-Wolfsmilch	trockene Böschungen, Felsfluren	R
Euphorbia esula	Esels-Wolfsmilch	Ruderalfluren, mäßig trockene, wechselfrische Wiesen	R
Festuca arundinacea	Rohr-Schwingel	feuchte Wiesen, Auwälder, Ufer, Wegränder	U
Festuca ovina agg.	Eigentlicher Schaf-Schwingel	Magerwiesen, Trockenrasen	W
Fraxinus excelsior	Gewöhnliche Esche	frische Edellaubwälder, Auwälder („Wasser-Esche"), lichtliebend	U
Galium album subsp. *album*	Großes Wiesen-Labkraut	Fettwiesen, Halbruderalfluren	R
Galium aparine	Klett-Labkraut	Auwälder, Ruderalstellen, Flussschotter	U
Galium mollugo	Kleines Wiesen-Labkraut	Wiesen, harte Auwälder	U
Galium verum	Gelb-Labkraut	Magerkeitszeiger, trockene und wechselfeuchte Magerwiesen	W
Gehölz-Keimling			o.Z.
Glechoma hederacea	Echte Gundelrebe	Auwälder, auch halbruderal	U
Gräser-Keimling			o.Z.
Hippophae rhamnoides	Sanddorn	Schotter der Gebirgsflüsse und der Donau, Schuttfluren, Sandgruben, Pionier	U
Holcus lanatus	Wolliges Honiggras	feuchte bis nasse Wiesen, Flachmoore, lichte Wälder, kalkmeidend	W
Humulus lupulus	Hopfen	Auwälder, feuchte, nährstoffreiche Gebüsche, Ufersäume	U
Hypericum perforatum	Echtes Johanniskraut	Pionierpflanze, Magerkeitszeiger	R
Inula britannica	Wiesen-Alant	Ufer, Gräben, nährstoff- und basenreiche, feuchte, zeitweise überschwemmte Wiesen	U

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Standortpräferenz	Klassifikation
Juncus articulatus	Glieder-Simse	feuchte Wiesen, feuchte Ruderalstellen	U
Keimling			o. Z.
Lactuca serriola	Zaun-Lattich	trockene bis mäßig trockene Ruderalstellen	R
Lathyrus tuberosus	Knollen-Platterbse	Getreideäcker, Feldwege, Wegränder, Fluss- und Bahndämme, Hecken	U
Ligustrum vulgare	Gewöhnl. Liguster	trockenwarme Gebüsche, Zierstrauch	o. Z.
Linaria vulgaris	Echtes Leinkraut	trockene Ruderalstellen, Rohbodenpionier	R
Lolium perenne	Ausdauernder Lolch	Wegränder, Trittrasen, trittresistent, wichtiger Bestandteil von Rasensaaten	W
Lotus corniculatus	Gewöhnl. Hornklee	trockene bis feuchte Wiesen	W
Lycopus europaeus	Gewöhnl. Wolfstrapp	Ufer, Röhricht	U
Lythrum salicaria	Gewöhnl. Blutweiderich	Ufersäume, nasse Wiesen	U
Medicago lupulina	Hopfenklee	Fettwiesen, Ruderalfluren	R
Melilotus alba	Weißer Steinklee	trockene Ruderalstellen, Flussufer	U
Melilotus officinalis	Echter Steinklee	Schotterfluren, trockene Ruderalstellen	R
Microrhinum minus	Gewöhnl. Klaffmund	Ruderalstellen, Schotterfluren	R
Moos			o. Z.
Myosoton aquaticum	Wassermiere	feuchte Wälder, Auen, Ufer stickstoffliebend	U
Odontites vulgaris	Herbst-Zahntrost	frische Fettweiden und Trittrasen, Lehmzeiger	R
Oenothera biennis	Gewöhnl. Nachtkerze	trockene, sandige bis schottrige Ufer, Dämme, Ruderalstellen, halbruderale Trockenrasen	U
Persicaria lapathifolia subsp. *brittingeri*	Donau-Knöterich	feuchte Ruderalstellen, Ufer	U
Petrorhagia prolifera	Kopfnelke	Trockenrasen, sandige und steinige Stellen, trockene Ruderalstellen	R
Petrorhagia saxifraga	Felsennelke	Trockenrasen, sandige und steinige Stellen	R
Phalaris arundinacea	Rohr-Glanzgras	Ufer, Wechselfeuchtezeiger	U
Phleum pratense	Wiesen-Lieschgras	frische bis feuchte Fettwiesen	W
Phragmites australis	Schilf	Gewässerränder, Röhricht, Sümpfe, nasse Wiesen, Grundwasserzeiger	U
Picris hieracioides	Gewöhnl. Bitterkraut	mäßig frische Ruderalstellen, Wegränder, ruderal beeinflusste Halbtrockenrasen	R
Pilz			o. Z.
Pimpinella saxifraga	Klein-Bibernelle	Mager- und Halbtrockenrasen, Böschung	W
Plantago lanceolata	Spitz-Wegerich	Fettwiesen, halbruderale Stellen	R
Plantago major	Breit-Wegerich	Ruderalfluren, Ufer	R
Poa annua	Einjahrs-Rispe	Ruderalstellen, Trittrasen	R
Poa compressa	Platthalm-Rispe	trockene Ruderalstellen	R
Poa pratensis	Wiesen-Rispe	trockene bis frische Wiesen, Wegränder	W
Poa sp.	Rispengras		o. Z.
Polygonum aviculare	Verschiedenblättriger Vogel-Knöterich	Ruderalstellen, Trittrasen, trittresistent	R
Polygonum sp.	Knöterich		o. Z.
Populus alba	Silber-Pappel	Weichholz-Auwälder, Ruderalstellen	U
Populus nigra	Schwarz-Pappel	Weichholz-Auwälder, Fluss-Schotterbänke	U
Potentilla reptans	Kriech-Fingerkraut	feuchte Ruderalfluren, Ufer	U
Potentilla supina	Niedriges Fingerkraut	feuchte Ruderalfluren, Ufer	U
Prunus sp.	„Steinobst"		o. Z.
Pseudocrossidium hornschuchianum		Ruderalstellen	R
Ranunculus repens	Kriech-Hahnenfuß	nasse Wiesen, Nässezeiger	U

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Wissenschaftl. Artname	Deutscher Artname	Standortpräferenz	Klassifikation
Ranunculus sceleratus	Gefährlicher Hahnenfuß	schlammige Gräben, stehende Gewässer, gefährdet	U
Reseda lutea	Gelbe Resede	trockene Ruderalfluren, Rohbodenpionier	R
Rorippa amphibia	Ufer-Sumpfkresse	Altwässer, Teichränder, nährstoffreiche Schlammböden	U
Rorippa palustris	Gewöhnl. Sumpfkresse	Ufer, feuchte Ruderalstellen	U
Rorippa sylvestris	Wilde Sumpfkresse	Ufer, feuchte Ruderalstellen	U
Rosa canina	Hunds-Rose	Hecken, Gebüsche	R
Rubus caesius agg.	Kratzbeere	Auwälder, Bachufer, subruderal	U
Rumex conglomeratus	Knäuel-Ampfer	Ufer, Gräben, feuchte Ruderalstellen, nährstoffliebend	U
Rumex crispus	Kraus-Ampfer	Ruderalstellen, Gräben	U
Rumex palustris	Sumpf-Ampfer	schlammige Ufer, feuchte, mehr oder weniger salzige Äcker und Ruderalstellen, stark gefährdet	U
Rumex sp.	Sauerampfer		U
Salix alba	Silber-Weide	Weichholzauen, Erlengehölze	U
Salix caprea	Sal-Weide	Schlagfluren, Pionierstandorte	U
Salix purpurea	Purpur-Weide	Auengebüsche, Ufer, Pionier	U
Salix viminalis	Korb-Weide	Weichholz-Auen, Bachufer, Alluvionen	U
Sanguisorba minor	Kleiner Wiesenknopf	Trockenrasen	W
Securigera varia	Bunte Kronwicke	trockene bis frische Wiesen, Straßen- und Wegränder, Bahndämme, -schotter, kalkliebend	W
Sedum c.f. *acre*	Scharf-Mauerpfeffer	sandige Ruderalfluren	R
Silene latifolia	Weiße Nachtnelke	trockene Ruderalstellen	R
Silene vulgaris	Aufgeblasenes Leimkraut	Pionierpflanze	R
Sisymbrium sp.	Rauke		R
Solidago gigantea	Riesen-Goldrute	Auwälder, Flussufer	U
Sonchus oleraceus	Gewöhnl. Gänsedistel	Ruderalstellen	R
Sonchus sp.	Gänsedistel		R
Stellaria media	Gewöhnl. Vogel-Sternmiere	frische Ruderalfluren	R
Symphytum officinale	Echter Beinwell	Uferstaudenfluren, Auwälder	U
Tanacetum vulgare	Rainfarn	staudenreiche Ruderalfluren	R
Taraxacum officinale	Gewöhnl. Löwenzahn	Ruderalgesellschaft, Pionier	R
Trifolium fragiferum	Himbeer-Klee	Flussufer, wechselfeuchte Wiesen, gefährdet	U
Trifolium hybridum	Schweden-Klee	verwilderte Kulturpflanze, Ruderalstellen, Böschungen	R
Trifolium pratense	Rot-Klee	Fettwiesen, Wegränder	W
Trifolium repens	Kriech-Klee	Trittrasen, Kunstrasen	W
Trifolium sp.	Klee		W
Tripleurospermum inodorum	Geruchlose Ruderalkamille	Ruderalplätze	R
Tussilago farfara	Huflattich	Ruderalstellen, Ufer	U
Typha latifolia	Breitblatt-Rohrkolben	Röhricht, Ufer, Tümpel, Gräben	U
Urtica dioica	Gewöhnl. Brennnessel	Ruderalstellen, Auwälder	U
Verbascum phlomoides	Gewöhnl. Königskerze	Ruderalstellen, schottrige Ufer	U
Veronica anagallis-aquatica	Ufer-Ehrenpreis	Gräben, Bäche, Ufer, Verlandungsgesellschaften (nährstoffreich), sehr variabel	U
Vicia cracca	Vogel-Wicke	Fettwiesen, Flussauen	W
Vicia sp.	Wicke		W
Viola hirta	Wiesen-Veilchen	trockene bis frische Magerwiesen, Waldränder	W

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Literatur

ADLER W., OSWALD K. & R. FISCHER (Hrsg.) (1994): Exkursionsflora von Österreich. Bestimmungsbuch für alle in Österreich wildwachsenden sowie die wichtigsten kultivierten Gefäßpflanzen (Farnpflanzen und Samenpflanzen) mit Angaben über ihre Ökologie und Verbreitung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, Wien.

BARRAT-SEGRETAIN M. H. (1996): Strategies of reproduction, dispersion and competition in river plants: A review. – Vegetatio **123**: 13–37.

BONN S. & P. POSCHLOD (Hrsg.) (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. Quelle & Meyer Verlag Wiesbaden.

BRAAK C. J. F. & P. ŠMILAUER (Eds.) (1998): CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows. Software for canonical community ordination (Version 4). Microcomputer Power Ithaca, NY, USA.

BRAUN-BLANQUET J. (Hrsg.) (1964): Pflanzensoziologie. Springer-Verlag Wien, New York.

BURBRINK F. T., PHILLIPS C. A. & E. J. HESKE (1998): A riparian zone in Southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. – Biological Conservation **86**: 107–115.

CHOVANEC A. & R. RAAB (1997): Dragonflies (insecta: Odonata) and the ecological status of newly created wetlands – examples for long-term bioindication programmes. – Limnologica **27**: 381–392.

CHOVANEC A. (1998): Einleitung. – In: CABELA A., CHOVANEC A., GRESSLER S., GRÖTZER C., PASCHER K., RAAB R., TEUFL H. & R. WIMMER (Hrsg.) (1998): Monitoring der Besiedlung und ökologischen Entwicklung neugeschaffener Uferstrukturen auf der Donauinsel 1998–2001. 1. Zwischenbericht, Ergebnisse der Untersuchungen 1998. Projekt im Auftrag der MA 45 – Wasserbau und des Bundesministeriums für Wissenschaft und Verkehr.

CHOVANEC A., SCHIEMER F., CABELA A., GRESSLER S., GRÖTZER C., PASCHER K., RAAB R., TEUFL H. & R. WIMMER (2000): Constructed inshore zones as river corridors through urban areas – the Danube in Vienna: preliminary results. – Reg. Rivers: Research & Management **16**: 175–187.

ELLENBERG H. (Hrsg.) (1978): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Auflage, Scripta Geobot. **9**, Göttingen.

FISCHER A. (1982): Mosaik und Syndynamik der Pflanzengesellschaften von Lößböden im Kaiserstuhl (Südbaden). – Phytocoenologica **10**, Nr. 1/2: 73–256.

FISCHER A. (Hrsg.) (1985): Feinanalytische Sukzessionsuntersuchungen in Grünbrachen – Methode und Methodenvergleich. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe Sukzessionsforschung auf Dauerflächen in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV), Stuttgart-Hohenheim, 1984.

FOECKLER F. & K. HENLE (1992): Forschungsbedarf für den Arten- und Biotopschutz. – Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Heft **100**, München: 261–275.

JANETSCHEK H. (Hrsg.) (1982): Ökologische Feldmethoden. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

JAX K. (1998/99): Natürliche Störungen: ein wichtiges Konzept für Ökologie und Naturschutz? – Z. Ökologie und Naturschutz **7**, Urban Fischer Verlag: 241–253.

MAAREL VAN DER E. & M. J. A. WERGER (1978): On the treatment of successional data. – Phytocoenosis 7.1/2/3/4: 257–277.

NAGEL J. & C. BEIERKUHNLEIN (1999): Beurteilung von Vegetationsentwicklungen mit Hilfe multivariater Methoden. Dauerflächen-Design und Auswertung mittels Hauptkomponentenanalyse. – Naturschutz und Landschaftsplanung **31** (10): 308–315.

NAIMAN R. J. & H. DÉCAMPS (1997): The ecology of interfaces: riparian zones. – Annu. Rev. Ecol. Syst. **28**: 621–658.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

NOWAK E. (Hrsg.) (1998): Dokumentation der Wiesenentwicklung im Bereich der Staustufe Freudenau – anhand von ausgesuchten Aufnahmen im Juni 1998. BM – Technisches Büro für Landschaftsplanung. – Im Auftrag der Donaukraft.

PASCHER K. (Hrsg.) (1995): Ökologische Auswirkungen des Marchfeldkanals: Teilprojekt Vegetation. Endbericht. – Im Auftrag der Naturschutzabteilung der Niederösterreichischen Landesregierung.

PASCHER K. (1996): Untersuchungen der Vegetation ausgewählter Bereiche auf der Donauinsel – Pflegevorschläge für die untersuchten Wiesen zur Förderung der Artenvielfalt von Schmetterlingen. – Im Auftrag der MA 45.

PASCHER K. (Hrsg.) (1997a): Pioniervegetation – Ausgewählte Schotterflächen auf der Donauinsel im Bereich des Stauraums Freudenau. – Im Auftrag der MA 45 – Wasserbau.

PASCHER K. (1997b): Untersuchungen zur Etablierung von Pflanzenbeständen im Wasserschwankungsbereich des Marchfeldkanals. – In: TRAXLER A. (Hrsg.): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil B: Österreichisches Dauerflächenregister. – Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, UBA, Monographien, Band 89B, Wien 1998: 38–41.

PASCHER K. (1998): Terrestrische Vegetation. – In: CABELA A., CHOVANEC A., GRESSLER S., GRÖTZER C., PASCHER K., RAAB R., TEUFL H. & R. WIMMER (Hrsg.) (1998): Monitoring der Besiedlung und ökologischen Entwicklung neugeschaffener Uferstrukturen auf der Donauinsel 1998–2001. 1. Zwischenbericht, Ergebnisse der Untersuchungen 1998. Projekt im Auftrag der MA 45 – Wasserbau und des Bundesministeriums für Wissenschaft und Verkehr: 2/1–2/16.

PASCHER K. (1999): Terrestrische Vegetation. In: CABELA A., CHOVANEC A., GRESSLER S., GRÖTZER C., PASCHER K., RAAB R., TEUFL H. & R. WIMMER (Hrsg.) (1999): Monitoring der Besiedlung und ökologischen Entwicklung neugeschaffener Uferstrukturen auf der Donauinsel 1998–2001. 2. Zwischenbericht, Ergebnisse der Untersuchungen 1999. Projekt im Auftrag der MA 45 – Wasserbau und des Bundesministeriums für Wissenschaft und Verkehr: 2/1–2/22.

PASCHER K. & R. RAAB (2002): Vegetation und Tagfalter auf der Donauinsel: Bestandserhebung und Vorschläge zur ökologischen Optimierung der Wiesenpflege. – In: DENISIA **03**: 151–176.

PFADENHAUER J., POSCHLOD P. & R. BUCHWALD (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil I. Methodik der Anlage und Aufnahme. – Ber. ANL **10**: 41–60.

PLACHTER H. (1993): Alpine Wildflüsse. – Garten und Landschaft **4**: 47–52.

TRAXLER A. (Hrsg.) (1997): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden. – Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, UBA, Monographien, Band 89A, Wien 1997.

VITOUSEK P. M. (1985): Community turnover and ecosystem nutrient dynamics. – In: PICKETT S. T. A. & P. S. WHITE (Eds.): The ecology of natural disturbance and patch dynamics. San Diego, Academic Press: 325–333.

WILSON S. D. & P. A. KEDDY (1986): Species competitive ability and position along a natural stress/disturbance gradient. – Ecology **67** (7): 1236–1242.

Anschrift der Verfasserin: Dr. Kathrin PASCHER
Neustift am Walde 20/3
A-1190 Wien
E-Mail: pasch@pflaphy.pph.univie.ac.at